Mercator, Fortaleza, v. 23, e23030, 2024. ISSN:1984-2201

PROGRESSO DO BRASIL NA IMPLEMENTAÇÃO DE ÁREAS COSTEIRAS E MARINHAS PROTEGIDAS COM FOCO NA META 11 DE AICHI

https://doi.org/10.4215/rm2024.e23030

Vaz da Silva, I. H. C. [a]* - Moro, M. F. [b]

(a) Doutoranda em Ciências Marinhas Tropicais.
ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0436-6099. **LATTES:** http://lattes.cnpq.br/9483722165731255.
(b) Doutor em Biologia Vegetal
ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4527-346X. **LATTES:** http://lattes.cnpq.br/8846683905429796.

Article history:
Received 05 March, 2024
Accepted 19 September, 2024
Published 10 December, 2024

(*) CORRESPONDING AUTHOR
Address: IFCE. Av. Des. Armando de Souza Louzada, Sítio Buriti, CEP: 62580000, Acaraú (CE), Brasil. Phone: (+55 88) 3661-4103
E-mail: ingrid.hoara@ifce.edu.br

Resumo

A rápida perda global de biodiversidade promoveu iniciativas para desenvolver uma rede global de Áreas Protegidas (APs), com as metas de Aichi sugerindo que os países protejam pelo menos 17% das áreas continentais e 10% das áreas marinhas e costeiras. Para o Brasil, há uma lacuna de conhecimento sobre a avaliação dos objetivos quali-quantitativos por meio de indicadores práticos de atingimento de metas e gestão eficaz. Este estudo aborda holisticamente a situação da conservação do Brasil em relação à Meta 11 de Aichi para ecossistemas marinhos e costeiros, usando revisão sistemática de literatura e análise de cobertura espacial marinha. Os resultados mostram um aumento para 26% de cobertura espacial marinha, com maior cobertura por Áreas de Proteção Ambiental. Destaca-se predomínio de estudos sobre "Eficácia de Gestão", com menos foco na gestão equitativa e integração entre paisagens terrestres e marinhas. Os indicadores concentram-se principalmente nas dimensões "Ecológica" e de "Governança", negligenciando as dimensões "Sociais" e "Econômicas". Os principais desafios incluem a necessidade de mais investimento financeiro, formar uma rede conectada entre áreas protegidas em diferentes contextos sociais e ecológicos, e envolvimento da comunidade local na gestão equitativa. Além de aumento de áreas de proteção integral e a padronização das avaliações qualitativas.

Palavras-chave: Áreas Protegidas; Eficácia de Gestão; Política de Conservação, Sistemas Costeiros e Marinhos.

Abstract / Resumen

BRAZIL'S PROGRESS IN IMPLEMENTING COASTAL AND MARINE PROTECTED AREAS WITH A FOCUS ON AICHI TARGET 11

The rapid global loss of biodiversity has promoted initiatives to develop a global network of Protected Areas (PAs), with the Aichi targets suggesting that countries protect at least 17% of continental areas and 10% of marine and coastal areas. For Brazil, there is a knowledge gap regarding the evaluation of qualitative and quantitative objectives through practical indicators of goal achievement and effective management. This study holistically addresses the conservation status of Brazil concerning Aichi Target 11 for marine and coastal ecosystems, using systematic literature review and marine spatial coverage analysis. The results show an increase to 26% of marine spatial coverage, with greater coverage by Environmental Protection Areas. There is a predominance of studies on "Management Effectiveness," with less focus on equitable management and integration between terrestrial and marine landscapes. Indicators primarily focus on "Ecological" and "Governance" dimensions, neglecting "Social" and "Economic" dimensions. Key challenges include the need for increased financial investment, connectivity between protected areas with different social and ecological contexts, and local community involvement in equitable management. Additionally, there is a need for increased coverage of integral protection areas and standardization of qualitative assessments.

Keywords: Protected areas; Management effectiveness; Aichi Target 11; Conservation policy; Coastal and marine systems.

PROGRESO DE BRASIL EN LA IMPLEMENTACIÓN DE ÁREAS MARINAS Y COSTERAS PROTEGIDAS CON ENFOQUE EN LA META 11 DE AICHI

La rápida pérdida global de biodiversidad ha promovido iniciativas para desarrollar una red global de Áreas Protegidas (AP), y las metas de Aichi sugieren que los países protejan al menos el 17% de las áreas continentales y el 10% de las áreas marinas y costeras. Para Brasil, existe un vacío de conocimiento sobre la evaluación de objetivos cualitativos y cuantitativos a través de indicadores prácticos de logro de metas y gestión efectiva. Este estudio aborda de manera integral el estado de conservación de Brasil en relación con la Meta 11 de Aichi para los ecosistemas marinos y costeros, utilizando una revisión sistemática de la literatura y un análisis de la cobertura espacial marina. Los resultados muestran un aumento al 26% de la cobertura espacial marina, con mayor cobertura por Áreas de Protección Ambiental. Destaca el predominio de estudios sobre "Efectividad de la Gestión", con menos foco en la gestión equitativa y la integración entre paisajes terrestres y marinos. Los indicadores se centran principalmente en las dimensiones "Ecológica" y "Gobernanza", dejando de lado las dimensiones "Social" y "Económica". Los desafíos clave incluyen la necesidad de una mayor inversión financiera, la formación de una red conectada entre áreas protegidas en diferentes contextos sociales y ecológicos y la participación de las comunidades locales en una gestión equitativa. Además de incrementar las áreas de protección integral y estandarizar las evaluaciones cualitativas.

Palabras-clave: Áreas Protegidas; Eficacia de la Gestión; Meta 11 de Aichi; Política de Conservación; Sistemas Costeros Y Marinos.

This is an open access article under the CC-BY 3.0 Creative Commons license

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros e marinhos são importantes para o sustento de centenas de milhões de pessoas, globalmente, fornecendo recursos de valor econômico (MARTINEZ, 2007) e serviços ecossistêmicos (BARBIER, 2017). Entretanto, as crescentes ameaças antropogênicas à biodiversidade resultam em perda ou degradação por todo o mundo (BARBIER, 2017), impulsionando a necessidade de expansão da rede global de áreas protegidas (LOCKE, 2014). Isso levou 194 países, inclusive o Brasil, a adotar importantes acordos internacionais, como os compromissos adotados no âmbito da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) em 1992. Em 2010 novos acordos foram feitos, criando as Metas de Aichi, essenciais para a consecução do Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020, das Nações Unidas (CBD, 2011).

As "Metas de Aichi" incluem 20 alvos, organizados em cinco objetivos estratégicos de longo prazo, conectados aos ecossistemas costeiros e marinhos. O objetivo estratégico 'C' visa melhorar a situação da biodiversidade, protegendo ecossistemas, espécies e diversidade genética, e é onde está inserida a Meta 11 (M11), que embasa o presente estudo. A M11 de Aichi defende que, até 2020, os países signatários deveriam alcançar no mínimo 17% de ecossistemas terrestres e 10% de uma porção representativa dos ecossistemas marinhos e costeiros salvaguardados por áreas protegidas (APs).

Além da criação das APs, os objetivos qualitativos tratam da proteção aos ambientes de importância significativa para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos e, portanto, as APs devem apresentar boa representatividade ecológica, serem bem conectadas, e apresentarem gerenciamento eficaz e equitativo. Também devem adotar outras medidas eficazes de conservação baseadas em áreas integradas às paisagens marinhas mais amplas (CBD, 2011). Neste contexto, a M11 indica tanto a necessidade de melhorar a quantidade e cobertura espacial por APs, como a efetividade de conservação dessas áreas.

No Brasil as principais APs denominadas pela legislação, são as Unidades de Conservação (UCs). O aumento dessas áreas nos ecossistemas marinhos foi inicialmente lento até meados dos anos 2000. Desde então, houve um rápido e contínuo aumento na designação de novas UCs (SILVA, 2019), o que fomentou estudos sobre a avaliação do percentual de cobertura por áreas legalmente protegidas. Esses estudos foram realizados tanto em nível mais abrangente, a exemplo da extensão do território brasileiro (PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018), quanto em nível mais específico, como por exemplo, a avaliação de cobertura de um bioma específico (TEIXEIRA et al., 2021) e Estados brasileiros (SOUSA; SERAFINI, 2018; GOMES et al., 2022).

Mais recentemente, Oliveira, Novoa e Salvio (2023) destacaram que a contribuição da cobertura de UCs brasileiras terrestres e marinhas foi superior ao estabelecido na M11 de Aichi (17% e 10%, respectivamente), entretanto apontaram fragilidades no aspecto qualitativo, também já identificado como falho por Pacheco, Neves e Fernandes (2018), indicando que os aspectos qualitativos registraram menos progresso.

A avaliação desta lacuna de conhecimento é importante porque, mesmo com a expansão dos espaços protegidos por lei, alguns ecossistemas apresentaram declínio da biodiversidade, o que levanta dúvidas sobre a percepção de que somente a criação de novas APs e o aumento da cobertura espacial sejam suficientes para a proteção local e a manutenção da biodiversidade regional no longo prazo (PITTOCK et al., 2015).

O declínio da biodiversidade em APs pode estar atrelado, à escolha da categoria de manejo. Um estudo de Françoso et al. (2015) mostrou que as UCs da categoria Área de Proteção Ambiental (APA) apresentavam desmatamento similar no interior e no entorno de suas áreas, sugerindo que essa categoria não coibiu a perda de cobertura vegetal, ao contrário das UCs de proteção integral. Como a APA é a categoria menos restritiva da legislação brasileira, o Brasil apresenta uma condição preocupante, pois estudos indicam maiores coberturas de áreas por APAs tanto para ecossistemas terrestres (e.g. TEIXEIRA et al., 2021 e GOMES et al., 2022) como para costeiros e marinhos (SCHIAVETTI et al., 2013; PACHECO, NEVES e FERNANDES, 2018), comprometendo os objetivos de conservação.

De forma complementar, as incertezas sobre a eficácia de conservação desses espaços também advém da interdependência entre os processos biológicos, sociais e de gestão de áreas protegidas. Neste sentido, Meehan et al. (2020) identificaram a necessidade de integrar holisticamente os aspectos

quantitativos e qualitativos da M11 e fizeram uma compilação de 223 variáveis, organizadas em 48 indicadores, considerando as dimensões sociais, ecológicas, econômicas e de governança para a avaliação da eficácia de APs.

Estudos sobre a eficácia de UCs e sobre os avanços do Brasil nos últimos anos, em relação à M11 de Aichi (não fazem a conexão entre os princípios conceituais dos elementos qualitativos aos objetivos quantitativos da M11 (MARQUES; ALMEIDA; MEDEIROS, 2016; OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2016; PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018; MARETTI et al., 2019; SILVA, 2019; VILAR et al., 2020), apesar da importância da combinação destes dois aspectos.

Assim, considerar a abordagem holística, em busca de uma avaliação integrada sobre o progresso do Brasil mesmo após a expiração do plano estratégico da CDB em 2020 é importante, pois os novos acordos estabelecidos, a exemplo dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), ainda reforçam a necessidade de efetivação dessas metas devido às falhas de implementação da M11 em diversos países. Desta forma, este estudo analisa pela primeira vez o progresso, limitações e o estado atual de conservação do Brasil sob o contexto da Meta 11 de Aichi, tanto antes das metas quanto entre os anos de 2010 e 2020. Avaliamos tanto os avanços na designação de novas áreas cobertas por UCs nos ecossistemas costeiros e marinhos – que aqui serão chamadas de AMPs - quanto as dimensões da abordagem qualitativa. Para atender ao aspecto quantitativo mapeamos a distribuição das UCs nesses ecossistemas e para avaliar a abordagem qualitativa fizemos uma revisão sistemática de literatura, utilizando indicadores e elementos de avaliação de UCs de modo padronizado e sistemático.

METODOLOGIA

DADOS QUANTITATIVOS

Para compreender o progresso do Brasil quanto ao cumprimento da meta quantitativa de Aichi de no mínimo 10% de ecossistemas marinhos e costeiros protegidos, e para embasar as discussões no âmbito dos objetivos qualitativos realizamos o mapeamento da cobertura geográfica das UCs, com a evolução histórica e distribuição espacial de sua criação. Embora as áreas protegidas estejam representadas na legislação brasileira com diversos fins (terras indígenas e quilombolas, sítios arqueológicos, geoparques, etc), para os objetivos deste trabalho consideramos apenas as Unidades de Conservação (UCs) regidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), lei 9.985/2000 (BRASIL, 2000).

Para uma melhor avaliação dos cálculos de cobertura por categorias de manejo e gestão, dividimos as 12 categorias em três grupos. As categorias pertencentes ao grupo de Proteção Integral (PI), cujos níveis de restrição de uso são maiores e permitem apenas usos indiretos (ecoturismo, observação, etc.), formaram o primeiro grupo, as de Uso Sustentável (US), onde são permitidos níveis variados de interferência humana (BRASIL, 2000) foram divididas em dois grupos: onde em que um incluiu todas as categorias, exceto APA, que formou o segundo grupo e o terceiro formado apenas pela categoria APA. Esta é a categoria de menor nível de proteção pelo SNUC, por isso, foi avaliada separadamente.

Utilizamos o shapefile das Unidades de Conservação oficialmente registradas no "Cadastro Nacional de Unidades de Conservação" (CNUC) (CNUC, 2023), juntamente com os arquivos dos Limites Políticos do Brasil (IBGE, 2022), do Sistema Costeiro e Marinho (SCM) (IBGE, 2019) e dos limites marítimos Brasileiros (MARINHA DO BRASIL, 2008) para fazer a sobreposição espacial cartográfica. Outras UCs cadastradas no Painel Oficial do CNUC que não constavam no shapefile primário tiveram seus dados, também em formato shapefile buscados, e baixados individualmente em outras plataformas de dados.

O shape do SCM serviu de base para a delimitação da parte costeira, e os limite oceânicos foram definidos pela linha que delimita as 200 milhas náuticas a partir da linha de base. As ilhas oceânicas também foram inseridas para fins de análise de cobertura. Os dados foram tratados no software Quantum GIS TM, versão 3.16.9 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2021). O resumo dos procedimentos de processamento encontra-se na Figura 1. Como a área de estudo envolve mais de um fuso UTM,

utilizamos a projeção Projeção Cônica Equivalente de Albers para reduzir distorções em cálculos de área, criando um Sistema de Referência de Coordenadas (SRC) personalizado no QGIS (IBGE, 2023).

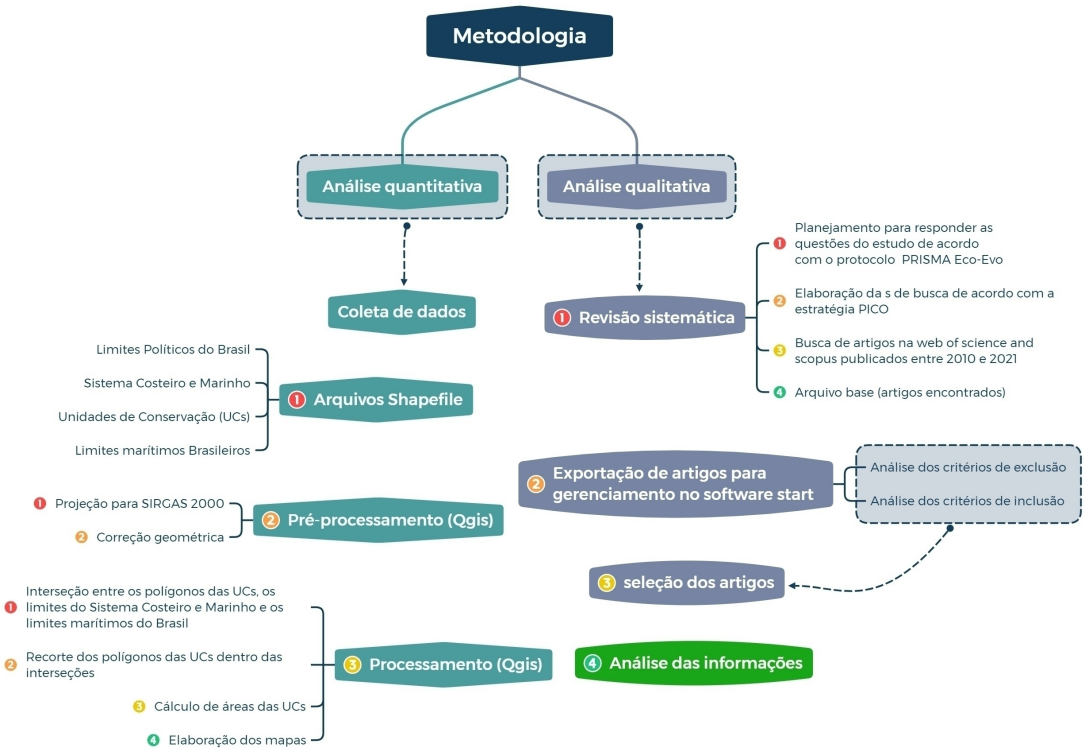

Figura 1 – Fluxograma das etapas metodológicas. Fonte: Elaboração própria (2024).

DADOS QUALITATIVOS

Realizamos uma revisão sistemática da literatura para identificar os indicadores usados na avaliação da eficácia de UCs costeiras e marinhas do Brasil, bem como os avanços da conservação entre os anos de 2010 e 2020, concentrando-nos nos objetivos qualitativos da M11 de Aichi. O resumo dessas etapas esta na Figura 1. Pesquisamos publicações acadêmicas revisadas por pares nos bancos de dados da Web of Science e Scopus da Elsevier. Também utilizamos o método de 'rastreamento das citações' para encontrar referências de artigos citados nas publicações compiladas, mas não disponíveis nas bases de dados. Todos os artigos compilados, incluindo aqueles obtidos nas bases de dados bibliográficas e através de citações foram adicionados à nossa análise sistemática.

O planejamento para responder às perguntas deste estudo foi baseado no protocolo PRISMA – Eco Evo, uma adaptação do Protocolo PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses) para revisões sistemáticas direcionadas a áreas temáticas de ecologia e evolução (O'DEA et al., 2021). Essa ferramenta ajuda os autores a fornecer uma descrição detalhada do processo de busca da literatura, critérios de seleção de estudos, extração de dados e métodos de análise, permitindo ao leitor avaliar a validade e a confiabilidade dos resultados apresentados, a partir de uma pergunta inicial de pesquisa direcionada pela estratégia PICO (FOO et al., 2021).

Essa estratégia representa um acrônimo dos elementos-chave a serem considerados ao formular a pergunta de pesquisa, facilitando a busca e a seleção de estudos relevantes durante a revisão e ajudando a garantir que a pesquisa seja focada e direcionada para quatro componentes da questão de pesquisa: "População" (P): Refere-se à totalidade do grupo de estudo ou à condição que está sendo estudada; "Intervenção" (I): Refere-se às variáveis observadas; "Comparação/Controle" (C): Indica a comparação que está sendo feita entre diferentes intervenções; "Outcome/Resultado (O): Resultados ou desfechos

esperados (O'DEA et al., 2021; FOO et al., 2021). Para o nosso estudo pensamos na seguinte formulação dos elementos-chave (Quadro1).

Definição da Estratégia	Elementos-chave
P	Unidades de Conservação que permitam avaliar o cumprimento ou não da Meta 11 de Aichi para o sistema costeiro e marinho brasileiro.
I	Avaliação dos indicadores de expansão geográfica das Unidades de Conservação marinhas e costeiras e todas as variáveis relacionadas à efetividade de gestão das UCs baseada em indicadores.
C	Não há comparadores, pois não se trata de um estudo clínico comparando grupo experimental com grupo controle.
O	Expansão da rede nacional de UCs, atingindo a meta 11 de Aichi e efetividade na gestão das UCs.

Quadro 1 - Definição dos elementos-chave do estudo de acordo com a estratégia PICO.

Baseado na estratégia PICO, selecionamos as palavras-chave do estudo, e construímos as strings de busca, específicas para cada base de dados. A string de busca contemplou os termos: "Brazil" AND "Aichi target 11" OR "qualitative elements of Aichi Target 11" OR "quantitative elements of Aichi Target 11" OR "Convention on biological diversity" OR "CBD" OR "Global conservation" AND "marine and coastal protected areas" OR "marine and coastal conservation units" AND "Connectivity" OR "governance" OR "effectiveness conservation" OR "Spatial conservation prioritization" OR "Analysis of Progress".

Utilizamos essas combinações e termos sinônimos dos descritores, para ampliar a possibilidade de encontrar mais artigos sobre o tema. Realizamos a pesquisa dos artigos em dezembro de 2021 e aplicamos o filtro de data, para incluir os artigos publicados entre 2010 e 2021. Exportamos todos os artigos encontrados em arquivo de formato BIBITEX para o software StArt (State of the Art Through Systematic Review) (HERNANDES et al., 2012), onde realizamos o gerenciamento e a seleção dos artigos, de acordo com os critérios de elegibilidade.

Realizamos a seleção dos artigos com base na análise dos títulos, palavras-chave e resumos para identificar se a abordagem do estudo era condizente com nossos critérios de inclusão: os estudos que apresentavam abordagens quantitativas e/ou qualitativas e/ou revisões direcionadas para indicar, de alguma forma, os avanços do Brasil sobre a questão de estudo entre 2010 e 2020. No caso de estudos mais abrangentes, que consideraram vários ecossistemas, selecionamos os dados correspondentes aos ecossistemas costeiros e marinhos. Todos os artigos que não atendiam a esse critério foram excluídos da análise. Ao final desse processo, fizemos a interpretação e síntese dos achados.

Realizamos a avaliação completa dos artigos elegíveis e identificamos em todas as publicações, por meio de variáveis, um ou mais indicadores qualitativos representativos dos alvos da M11 de Aichi. O fluxograma das etapas de seleção dos artigos encontra-se na Figura 2.

Os artigos elegíveis podem apresentar um ou mais indicadores para um mesmo elemento qualitativo ou para mais de um elemento qualitativo. A descrição dos elementos qualitativos está disponível no Quadro 2. Usamos as mesmas definições dos elementos qualitativos compilados por Meehan et al. (2020), assim como os mesmos elementos e indicadores utilizados por esses autores para guiar a interpretação de dados neste estudo.

Os elementos qualitativos são identificados a partir de uma variável, e pode ser inserido em uma ou mais dimensões de abordagem. Meehan et al. (2020) se baseou nas definições de Pomeroy, Parks e Watson (2004) e O'Dea et al. (2021), onde "Variável" representa uma característica, fator, ou condição observada, passível de quantificação, e que responde a uma mudança local, como por exemplo a implementação de uma ação de gestão (PELLETIER et al., 2005); "Indicador" é definido como uma ou mais variáveis qualitativas ou quantitativas (sociais, ambientais, etc.) utilizadas para mensurar o status ou mudanças de características de particular interesse em um ecossistema, que ocorreram ao longo do tempo Pomeroy, Parks e Watson (2004) e "Dimensão" são os fatores ecológicos, econômicos, de

governança, e sociais, cuja ação de manejo pode ser influenciada ou influenciar os sistemas socioecológicos (POMEROY; PARKS; WATSON, 2004).

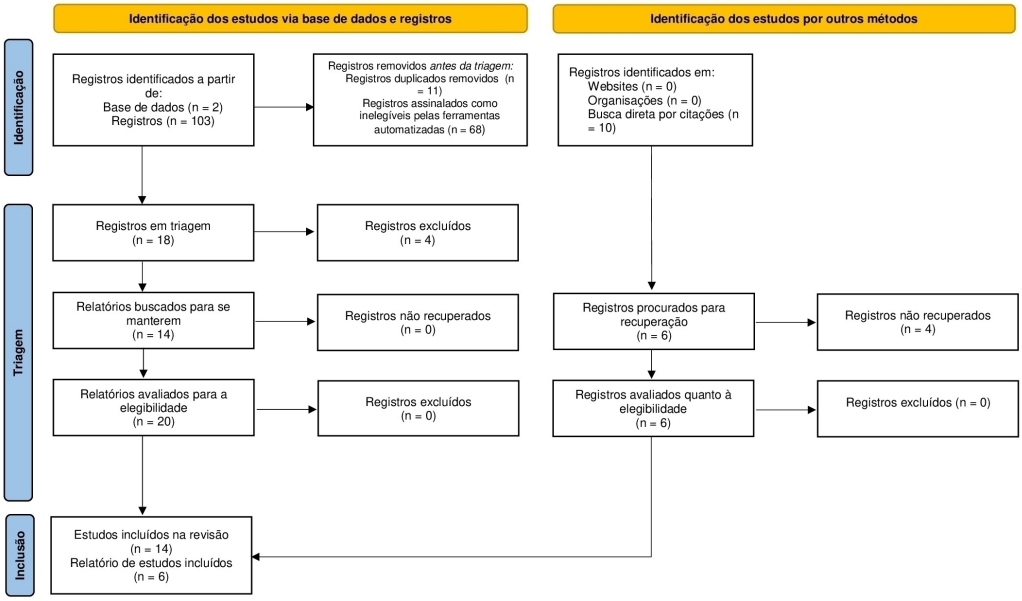

Figura 2 - Fluxograma dos passos da pesquisa de literatura e processo de revisão e seleção dos artigos com base nos itens do "Relatório de Preferência para Revisões Sistemáticas" (PRISMA) e diagrama de fluxo para revisões sistemáticas. Fonte: Elaboração própria (2024) de acordo com Page et al. (2021).

Dentre as dimensões existentes, a "Ecológica" ajuda a compreender o estado do sistema, as espécies ou habitats de interesse para que uma intervenção possa decorrer de forma adequada às necessidades da espécie. A "Econômica" inclui capital e recursos financeiros essenciais para executar iniciativas de conservação. A dimensão "Governança" inclui os aspectos que ajudam a manter ou influenciar a legislação, a gestão e a tomada de decisões. E a dimensão "Social" inclui os aspectos de conformidade, percepções e participação, bem como o engajamento na gestão de recursos (POMEROY; PARKS; WATSON, 2004).

Analisamos os artigos, e codificamos as publicações em um ou mais dos seis elementos qualitativos da Meta 11 de Aichi (Quadro 2) e em uma ou mais dimensões (ecológica, social, econômica ou governança) cobertas pela pesquisa, conforme definições apresentadas. Consideramos cada medição de um elemento qualitativo como uma variável, embora nem sempre as variáveis se apresentassem de maneira explícita nas publicações (PELLETIER et al., 2005).

Classificamos de forma hierárquica cada variável específica do local em indicadores para reduzirmos a redundância de variáveis específicas do local e combinarmos os indicadores em uma escala de medição semelhante (LEVERINGTON et al., 2010). Baseamo-nos na compilação de indicadores feitos por Meehan et al. (2020), em relação aos aspectos existentes de avaliação de APs individuais, para fazermos a classificação hierárquica (LEVERINGTON et al., 2010; POMEROY; PARKS; WATSON, 2004) e em rede (GANNON et al., 2017) e por fim as incluímos nas dimensões da abordagem de cada indicador, e contabilizamos o número de vezes que cada elemento qualitativo foi avaliado, por meio dos tipos de indicadores identificados na avaliação (MEEHAN et al., 2020).

Para mostrar a distribuição do conjunto de indicadores que medem os elementos qualitativos e a forma como essa distribuição está representada, desenvolvemos um fluxograma (SankeyMATIC) (BOGART, 2016), que reflete a frequência com que cada indicador está vinculado às etapas, dimensões e elementos qualitativos da gestão eficaz das UCs. As cores utilizadas no fluxograma são um auxílio visual para identificação dos elementos qualitativos, dimensões e indicadores, conforme descrito no diagrama. Cada nó, representado por um retângulo, representa um elemento qualitativo, dimensão e indicador, enquanto a espessura de cada linha e nó é proporcional ao número de vezes que o indicador

foi utilizado para avaliar o respectivo componente. As cores nos nós do indicador representam os elementos qualitativos do Alvo 11 de Aichi que foram utilizados na avaliação dos artigos.

Elementos qualitativos para os alvos da Meta 11 de Aichi.	Definição do elemento
Áreas de importância única para a biodiversidade	As áreas de importância são "áreas geograficamente ou oceanograficamente discretas que fornecem serviços [biodiversidade e ecossistema] importantes para uma ou mais espécies / populações de um ecossistema ou para o ecossistema como um todo, em comparação com outras áreas circundantes ou áreas de características ecológicas semelhantes, ou de outra forma atendem aos critérios identificados no anexo I da decisão IX / 20" (CDB, 2008)
Eficácia de Gestão	Descreve até que ponto a gestão atinge as metas e objetivos designados para uma área específica (Hockings, 2006). Isso inclui questões de design relacionadas a APs individuais ou sistemas de áreas protegidas; adequação dos sistemas e processos de gestão; participação pública efetiva e processos de política social, e cumprimento dos objetivos da área protegida (Woodley *et al*., 2012)
Gestão equitativa	A gestão equitativa destaca o impacto e o benefício das ações de conservação sobre o bem-estar humano e sistemas sociais, incluindo a distribuição justa de benefícios econômicos e oportunidades de subsistência (igualdade distributiva); o processo de envolvimento e inclusão das partes interessadas no planejamento, implementação e administração (equidade processual); e o processo de reconhecimento e aceitação da legitimidade dos direitos, valores, interesses e prioridades dos diferentes atores e do respeito à sua dignidade humana (equidade de reconhecimento) (Schreckenberg *et al*., 2016; Juffe-Bignoli *et al*., 2018).
Representatividade Ecológica	Representatividade é considerada a inclusão de áreas que representam todo o conjunto de "Diferentes subdivisões biogeográficas dos oceanos globais e mares regionais que refletem razoavelmente toda a gama de ecossistemas, incluindo a diversidade biótica e de habitat desses ecossistemas marinhos" (CDB, 2008) O representante inclui o elemento de replicação para garantir que o risco seja minimizado em caso de eventos imprevistos ou catastróficos (Rees *et al*., 2018).
Conectividade	A conectividade em relação às redes de APs marinhas diz respeito às "ligações pelas quais as áreas protegidas se beneficiarão pelas trocas de larvas e / ou espécies, e ligações funcionais de outras APs da rede" (CDB, 2008).
Integração de paisagens com a paisagem marítima	Em reconhecimento de que as áreas protegidas não podem funcionar isoladamente, este elemento identifica a importância de integrar Áreas Marinhas Protegidas com outras ferramentas de conservação e gestão, como gestão de pesca ou planos de uso da terra para fontes terrestres de poluição. As considerações para este elemento incluem impactos cumulativos potenciais decorrentes da mudança climática, acidificação do oceano, ruído do oceano e poluição (Juffe-Bignoli *et al*., 2018; Ress *et al*., 2018).

Quadro 2 - Definição dos seis elementos qualitativos para os alvos da Meta 11 de Aichi, identificados por Meehan et al. (2020) numa compilação de diversos documentos oficiais e estudos, e que adotamos nesta revisão. Fonte: Meehan et al. (2020).

Apresentamos por meio de gráficos e tabelas a distribuição de indicadores entre os elementos qualitativos e os resultados dos índices de diversidade ecológica. Os índices de diversidade de Shannon e a equitabilidade de Pielou (J) embora sejam utilizados para avaliar a diversidade de espécies, nos ajudou a observar a diversidade de indicadores em elementos qualitativos e a analisar de que forma os indicadores foram distribuídos em cada elemento qualitativo da M11 de Aichi. Adaptamos o uso do índice para o nosso estudo, conforme realizado por Meehan et al. (2020). Com isso pudemos destacar quais dos indicadores precisam ser mais avaliados para medir a eficácia.

O índice de diversidade de Shannon incorpora o número total e proporção de indivíduos entre as espécies e é sensível a espécies raras, o que é necessário para capturar a rara presença de indicadores para algumas dimensões. Para calcular a diversidade de Shannon em nossa análise, usamos a fórmula: $H' = -\Sigma ni/N \times \ln (ni/N)$, onde ni é o número de indicadores usados para avaliar individualmente cada elemento quantitativo i e onde N é o número total de indicadores usados em todos os elementos qualitativos. Nesta adaptação, o resultado numérico que indica alta diversidade significa que muitos indicadores diferentes estão sendo usados para avaliar um elemento qualitativo específico. O resultado numérico que representa a baixa diversidade significa que um ou alguns indicadores são usados para avaliar um elemento (MEEHAN et al,. 2020).

Também calculamos a equabilidade de Pielou (E), que representa a uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as diferentes espécies, e é derivado do índice de diversidade de Shannon (Pielou, 1966). No caso deste estudo, adaptamos para analisar a distribuição dos indicadores utilizados para medir cada elemento qualitativo, utilizando a fórmula $E = H'/ \ln (S)$, onde S refere-se à riqueza do indicador, ou seja, o número de indicadores diferentes usados para medir um elemento qualitativo (VERBERK et al., 2011). Seu valor vai de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima). Mais próximo ou igual a 1 indica que um dado elemento qualitativo é avaliado por uma ampla variedade de indicadores, sem que nenhum indicador domine as avaliações. O resultado numérico de uniformidade baixa significa que poucos indicadores (ou apenas um) são usados predominantemente para avaliar este elemento (MEEHAN et al,. 2020). As análises foram feitas usando o software de planilhas eletrônicas Microsoft Excel.

Por fim, ressaltamos as principais lacunas nos indicadores utilizados na literatura (até o momento), no sentido de orientar avaliações futuras e indicar que aspectos qualitativos devem ser mais avaliados, considerando a composição dos indicadores, especificamente as dimensões e estágios associados a cada indicador.

RESULTADOS

AVANÇOS QUANTITATIVOS

Verificamos que 79,4% de todas as AMPs (173 UCs marinhas ou costeiras no total) foram criadas entre 1961, ano de criação da primeira UC costeira/marinha e 2009, e 20,6% delas (45 UCs) de 2010-2020, na década voltada às Metas de Aichi, mostrando um aumento significativo em termos quantitativos. Nossos dados mostram que o estabelecimento das metas de Aichi foi um impulsionador para o estabelecimento de UCs marinhas e costeiras. Importante destacar que o número de área de UCs computado aqui pode ter variação ao se comparar com outros trabalhos, por que os limites geográficos que definimos como "áreas costeiras e marinhas" utilizados para análise são diferentes de outros estudos (e.g SANTOS; SCHIAVETTI, 2014) e, portanto, integram bases de dados geograficamente divergentes.

Das 45 UCs criadas entre 2010 e 2020, 24 são de Proteção Integral e 21 são de Uso Sustentável. Ao avaliar a distribuição das UCs por categorias de gestão neste mesmo período, os Parques (PI) foram responsáveis pela maior quantidade de UCs criadas com 33,3% (15 UCs), seguido de APAs (US) com 31,1% (14 UCs). Essas duas categorias, juntas, representam 64,4% (29 UCs) de todas as UCs criadas no período, enquanto que 35,6% (16 UCs) foram distribuídas entre as outras categorias de gestão (Tabela 1). Apesar do número de Reservas Extrativistas (RESEX) criadas terem sido inferior ao número de APAs e Parques, com apenas seis novas UCs entre 2010 e 2020, a extensão territorial dessas áreas, somada a todas as outras áreas de RESEX já designadas anteriormente, foi relevante para a cobertura dos ecossistemas costeiros e marinho por UCs. Esta categoria apresentou 13.558 Km² de cobertura, sendo inferior somente à cobertura territorial por APAs (Tabela 1).

			1961-2009		2010-2020		2020	
Grupos de UCS	Grupo de Manejo (SNUC)	Categoria de Manejo	N° de UCs	Cobertura (km²)	N° de UCs	Cobertura (km²)	N° total de UCs	Cobertura total (km²)
Grupo I	PI	REVIS	5	32	4	857	9	889
	PI	ESEC	9	1.627	0	0	9	1.627
	PI	PARQUE	35	10.462	15	1.026	50	11.488
	PI	MN	5	44	5	114.925	10	114.969
	PI	REBIO	8	1.958	0	0	8	1.958
Subtotal	PI		**62**	**14.123**	**24**	**116.808**	**86**	**130.931**
GrupoII	US	RESEX	18	8.912	6	4.646	24	13.558
	US	RDS	3	131	1	12	4	143
	US	RPPN	5	5	0	0	5	5
	US	ARIE	9	222	0	0	9	222
Subtotal	US		**35**	**9.270**	**7**	**4.658**	**42**	**13.928**
Grupo III	US	APA	**76**	**85.955**	**14**	**790.554**	**90**	**876.509**
	Total		**173**	**109.348**	**45**	**912.020**	**218**	**1.021.368**

Tabela 1 – Extensão total (em km²) de Áreas Protegida, por Grupos de UCs com diferentes graus de proteção legal, de acordo com a Lei 9.985/2000, em dois intervalos de tempo: Entre 1961 e 2009 e entre 2010-2020. Legenda: REVIS - Refúgio da Vida Silvestre; ESEC - Estação Ecológica; PARQUE – Parques Nacionais, Estaduais e Municipais; MN – Monumento Natural; REBIO – Reserva Biológica. RESEX - Reserva extrativista; RDS - Reserva de Desenvolvimento Sustentável; RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural; ARIE - Área de Relevante Interesse Ecológico; APA - Área de Proteção Ambiental. Fonte: Elaboração própria (2024)

Verificamos que de 1961 a 2009, foram protegidos no total 109.348 Km² de áreas costeiras e marinhas, e de 2010 a 2020 foram 912.020 Km². Atualmente, o Brasil atingiu e superou a meta quantitativa de 10% dos ambientes marinhos e costeiros protegidos por UCs, com 1.021.368 km² protegidos. Essas áreas estão distribuídas entre 10 categorias de UCs, mas a maior extensão é aquela abrangida por grandes APAs, com 876.509 Km² (Tabela 1).

O mapeamento da evolução temporal da criação de UCs costeiras e marinhas e sua distribuição espacial está ilustrada na Figura 3:

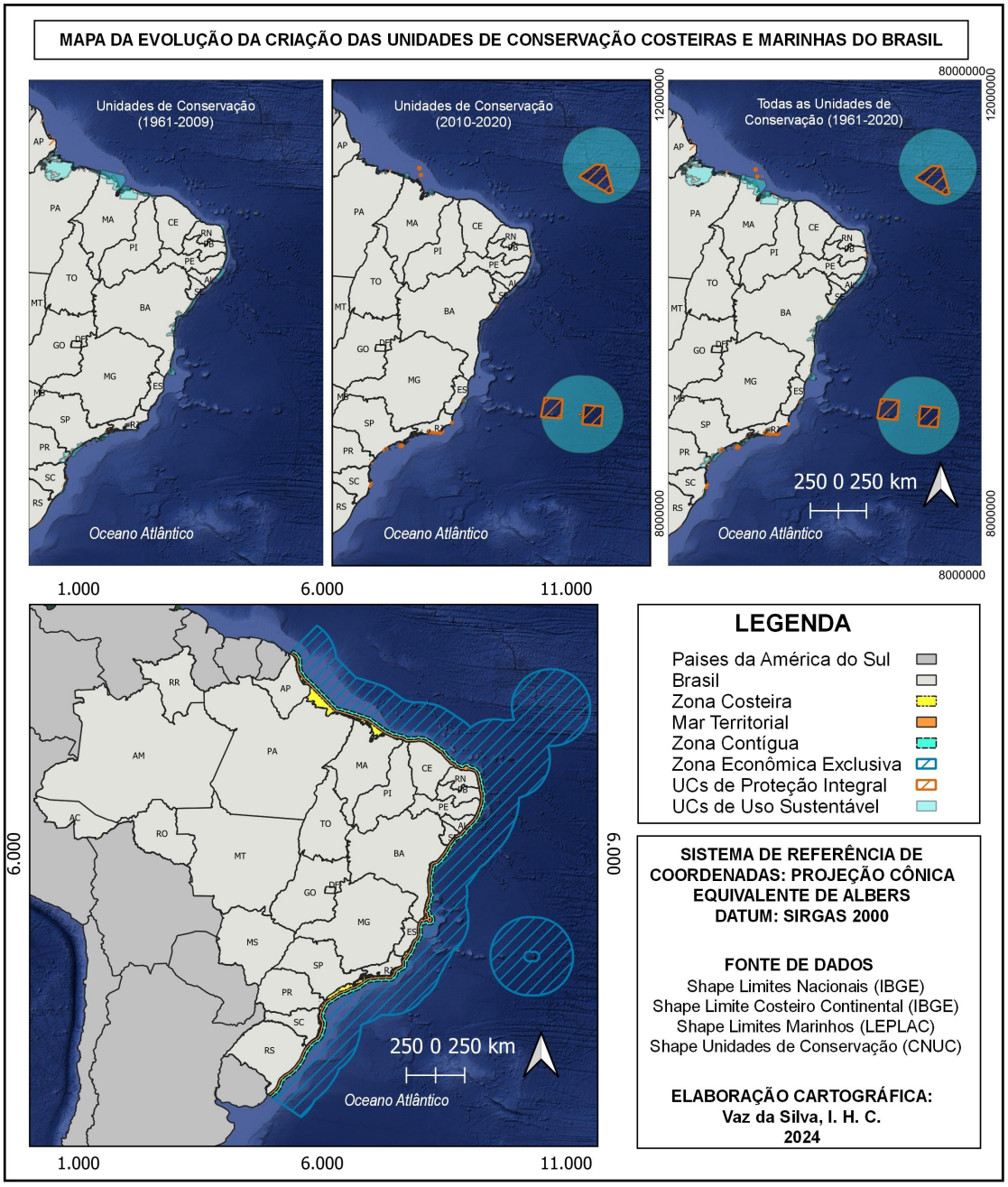

Figura 3 – Mapa da Evolução da Criação das Unidades de Conservação Costeiras e Marinhas do Brasil entre 1961 e 2020. Fonte: Elaboração própria (2024)

AVANÇOS QUALITATIVOS

Nosso estudo identificou 20 artigos que discutiram os avanços na rede de conservação marinha e costeira do Brasil no período entre 2010 e 2020, e que trouxeram abordagens possíveis de caracterizar os aspectos qualitativos da M11 de Aichi inseridas na pesquisa (Tabela2). A análise dos artigos identificou 134 variáveis, organizadas em 40 indicadores que podem contribuir para a avaliação dos avanços do Brasil em relação ao cumprimento da M11 de Aichi.

Os trabalhos revisados analisaram APs costeiras e marinhas sob diferentes perspectivas. Variaram desde aqueles que fizeram avaliações da eficácia de uma única AP marinha/costeira, até estudos com

abordagens mais amplas, que incluíram toda a rede nacional de áreas marinhas e costeiras protegidas, de Norte a Sul do País. Os trabalhos avaliaram as APs em diferentes dimensões da abordagem qualitativa e incluíram desde a avaliação da conservação de APs por meio de dados de biodiversidade biológica, considerando Aves, Moluscos, Mamíferos, Tartarugas, Invertebrados, Peixes e Vertebrados, todos marinhos (ver VILAR et al., 2015; FREITAS et al., 2019; VILAR et al., 2020; MAGRIS et al., 2021; VILAR et al., 2021), até o contexto social de gestão dessas APs, através de entrevista com gestores. Entretanto, as abordagens apresentaram uma distribuição desigual em relação ao número de artigos encontrados.

	Primeiro Autor	Periódico	Ano de Publicação
1	ARAUJO, Júlio Lustosa	**Ocean & Coastal Management**	2016
2	DE FREITAS, João Eduardo Pereira	**Regional Studies in Marine Science**	2019
3	DE OLIVEIRA SOARES, Marcelo	**Marine Policy**	2018
4	GERHARDINGER, Leopoldo C.	**Environmental management**	2011
5	GIRALDI-COSTA, Ana Clara	**Marine Policy**	2020
6	GIGLIO, Vinicius J.	**Marine Policy**	2018
7	LIMA JUNIOR, Dilermando Pereira	**Ambio**	2018
8	MAGRIS, Rafael A.	**Nat. Conserv**	2013
9	MAGRIS, Rafael A.	**Diversity and Distributions**	2021
10	MAGRIS, Rafael A	**Science**	2018
11	MARETTI, Cláudio C.	**Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**	2019
12	MARQUES, Simone	**Marine Policy**	2016
13	OLIVEIRA JÚNIOR, José Gilmar C.	**Marine Policy**	2016
14	PACHECO, André A.	**Perspectives in Ecology and Conservation**	2018
15	SANTOS, Cleverson Z.	**Journal for nature conservation**	2014
16	SCHIAVETTI, Alexandre	**Ocean & Coastal Management**	2013
17	SILVA, Alexandre Pereira da	**Ocean & Coastal Management**	2019
18	VILAR, Ciro C	**Animal Conservation**	2021
19	VILAR, Ciro C.	**Ocean & Coastal Management**	2015
20	VILAR, Ciro C.	**Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**	2020

Tabela 2 – Artigos incluídos na revisão sistemática, de acordo com os critérios de elegibilidade. Fonte: Elaboração própria (2024)

As APs costeiras e marinhas do Brasil foram avaliadas em sua maior parte quanto à eficácia de gestão. As publicações revisadas abrangeram APs sob gestão pública nas esferas municipal, estadual e federal, e incluíam pelo menos uma das categorias de manejo do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Quatro estudos focaram na discussão sobre a designação, em 2017-2018, de grandes Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) oceânicas para atender às metas de Aichi pouco antes do prazo vencer. Nestes trabalhos foram discutidos alguns aspectos da sua designação e contribuição para o progresso das políticas ambientais e cumprimento de metas globais de conservação, principalmente a Meta 11 de Aichi.

Seis estudos avaliaram a gestão de APs costeiras e marinhas em toda a extensão do litoral brasileiro, enquanto os demais estudos fizeram avaliações mais direcionadas, com vários enfoques, incluindo de uma até 387 UCs analisadas no artigo. Cinco estudos focaram diretamente na necessidade de ampliação da cobertura geográfica por uma rede de APs, em áreas prioritárias ainda descobertas por UCs e ecorregiões prioritárias, e espécies com necessidade de proteção, de acordo com seus dados de distribuição.

Os outros estudos direcionaram suas investigações a diversas abordagens, como por exemplo, a avaliação de indicadores de sucesso para as áreas marinhas e costeiras do Brasil e o progresso do País em relação às Metas de proteção à Biodiversidade de Aichi, por meio do uso desses indicadores. Alguns apresentaram o contexto de modelos de gestão baseados em iniciativas estratégicas desenvolvidas para AMPs, a exemplo da Iniciativa Azul Brasileira (IAB), que é uma proposta para ampliar, promover, articular, catalisar e coordenar programas, projetos e atividades que visam promover a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas marinhos e costeiros direcionados ao cumprimento dos compromissos nacionais e internacionais do Brasil (Maretti et al., 2019). Enquanto outros apontaram os principais desafios para a efetivação da conservação eficaz, a partir da expansão das AMPs, finanças ligadas à gestão de UCs, lições e participação popular.

Por fim, alguns estudos trouxeram os primeiros resultados identificados entre 2010 e 2021 em relação aos avanços do Brasil na direção da cobertura dos 10% de cobertura por UCs, das regiões costeiras e marinhas. E embora nosso estudo também avalie essa abordagem da dos elementos qualitativos, além dos quantitativos, da M11, reforça o aspecto diferenciado desta pesquisa.

Em relação à abrangência geográfica, a maior parte dos estudos (n=6) focaram em avaliações de APs costeiras e marinhas em todo o Brasil, seguido pela avaliação das grandes áreas marinhas protegidas designadas em 2018 nos arquipélagos Trindade e Martim Vaz e São Pedro e São Paulo (n=4).

ELEMENTOS QUALITATIVOS DO ALVO 11 DE AICHI

Dentre os seis elementos qualitativos, "Eficácia de Gestão" foi o mais frequentemente avaliado (80 vezes), por meio de 24 indicadores, dos 40 listados em todas as dimensões, o que representa 60% dos indicadores identificados. Estes indicadores foram associados a todas as dimensões de abordagem. Dos indicadores, 37,5% (15) foram associados à dimensão "Governança", 45% (18) à dimensão "Ecológica" e os 17,5% restantes corresponderam às dimensões "Econômica" e "Social" (10% e 7,5%, respectivamente) (Figura 4b). O elemento "Representatividade ecológica" foi avaliado 24 vezes, distribuídos em três indicadores. Esses indicadores foram usados 15 vezes para avaliar a "Cobertura de UCs entre as Ecorregiões" marinhas no Brasil (62,5%), cinco vezes para avaliar a "Proporção de distribuição de espécies cobertas por AMPs" (20,83%), e quatro vezes para avaliar a "Distribuição e complexidade do habitat" (16,67%), todos dentro da dimensão "Ecológica" (Figura 4b e 5).

Na sequência, o elemento qualitativo "Conectividade Ecológica" foi avaliado 12 vezes, seguido do elemento qualitativo "Áreas de Importância", que foi avaliado 9 vezes, distribuídos em quatro indicadores. Todos os indicadores desses elementos foram atribuídos em sua totalidade à dimensão "Ecológica" (Figura 4b). Os indicadores de "Conectividade Ecológica" focaram na avaliação do tamanho e arranjo espacial de APs costeiras e marinhas, seguido da avaliação de dispersão e distribuição de espécies. Enquanto os indicadores de "Áreas de Importância" fizeram abordagens voltadas principalmente para a avaliação da cobertura das principais áreas de biodiversidade por APs, seguida da avaliação da cobertura de hotspots de riqueza de espécies e centros de endemismo ou áreas selvagens intactas (Figura 5).

Em comparação, as avaliações referentes à "Integração" e "Gestão equitativa" foram feitas em menor frequência (5 e 4 vezes) por três e dois indicadores, respectivamente. Os indicadores de "Integração" foram usados para avaliar as dimensões de "Governança" e "Ecológica" (Figura. 4b). O indicador de "Governança": "Existência de medidas integradas de gestão nos planos de gestão" foi usado para apresentar a necessidade de promover a gestão costeira e oceânica integrada. Enquanto o indicador "Nível de cooperação e coordenação regional" foi utilizado para avaliar a colaboração regular entre a gestão das AMPs com parceiros, comunidades locais e outras organizações de forma a identificar pontos fortes e fracos da gestão. O único indicador do elemento "Integração" na dimensão "Ecológica" foi utilizado para avaliar a influência do sedimento terrestre no ambiente marinho, considerando o impacto da poluição continental sobre o ecossistema marinho.

Os indicadores de "Gestão equitativa" foram utilizados para avaliar as dimensões "Governança" e "Social". Na dimensão "Governança" o indicador apontou como principal tipo de avaliação o "Nível de apoio das partes interessadas e satisfação na gestão", e na dimensão "Social" foi destaque a avaliação da "Percepção dos efeitos da APs nos meios de subsistência". Esses indicadores retratam, principalmente, o contexto de satisfação da população abrangida pela UC em relação à designação de algumas AMPs no Brasil e suas implicações. Os elementos qualitativos podem ser atribuídos a um ou mais indicadores identificados na literatura, e estes, podem pertencer a uma ou mais dimensões. Os indicadores para avaliar a integração de APs costeiras e marinhas com outras ferramentas de gestão e seu impacto no bem-estar humano e nos sistemas sociais carecem de informação e avaliação. Num contexto proporcional, 100% dos indicadores que avaliaram os elementos "Representatividade", "Áreas de Importância" e "Conectividade" pertencem à dimensão "Ecológica" (Figura. 4c).

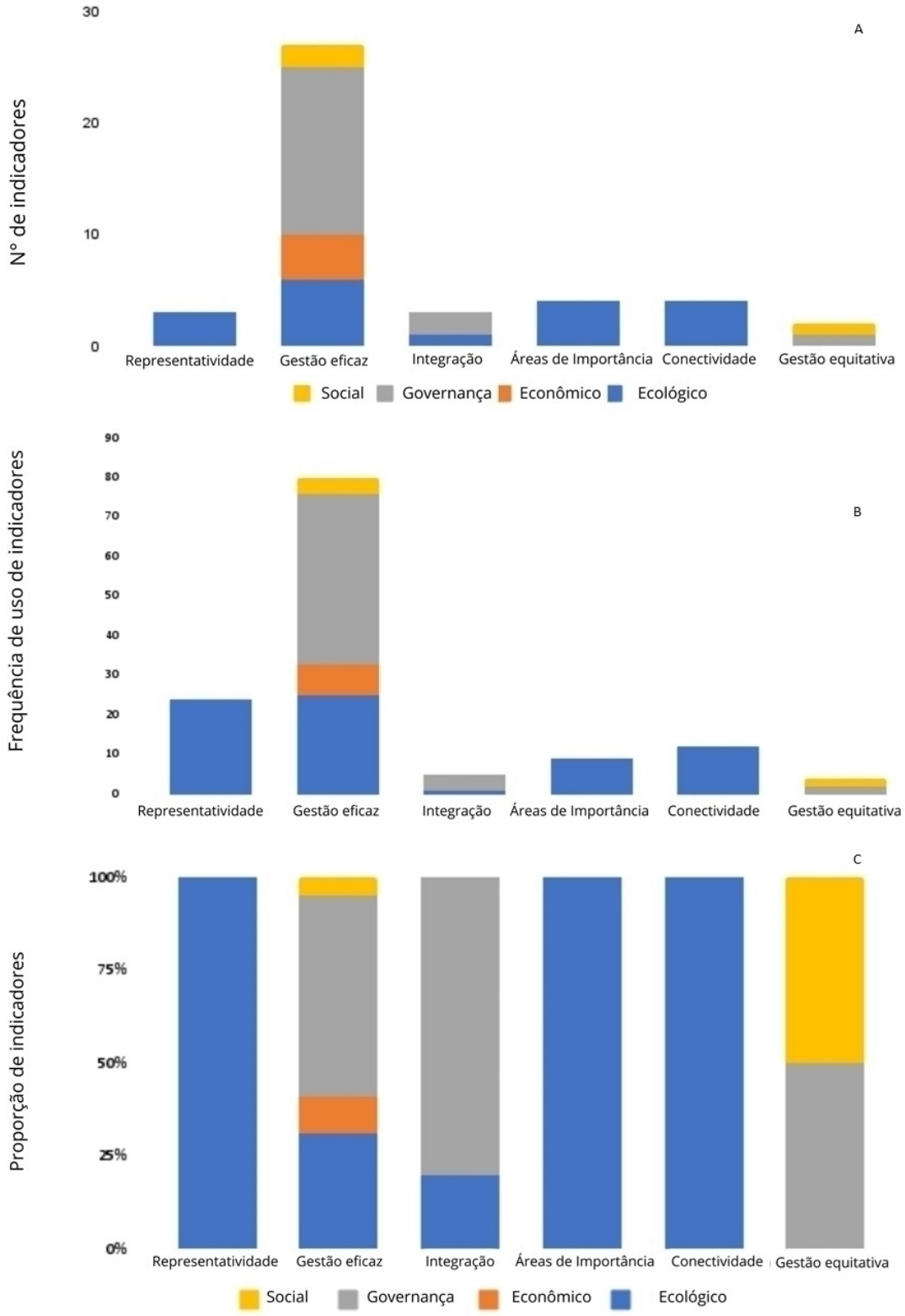

Figura 4 - Gráficos quantitativos dos indicadores qualitativos utilizados em cada dimensão de abordagem. (A) Número de indicadores de cada elemento qualitativo (B) Frequência de uso dos indicadores de cada elemento qualitativo e (C) Proporção de uso dos indicadores de cada elemento qualitativo. Fonte: Elaboração própria (2024).

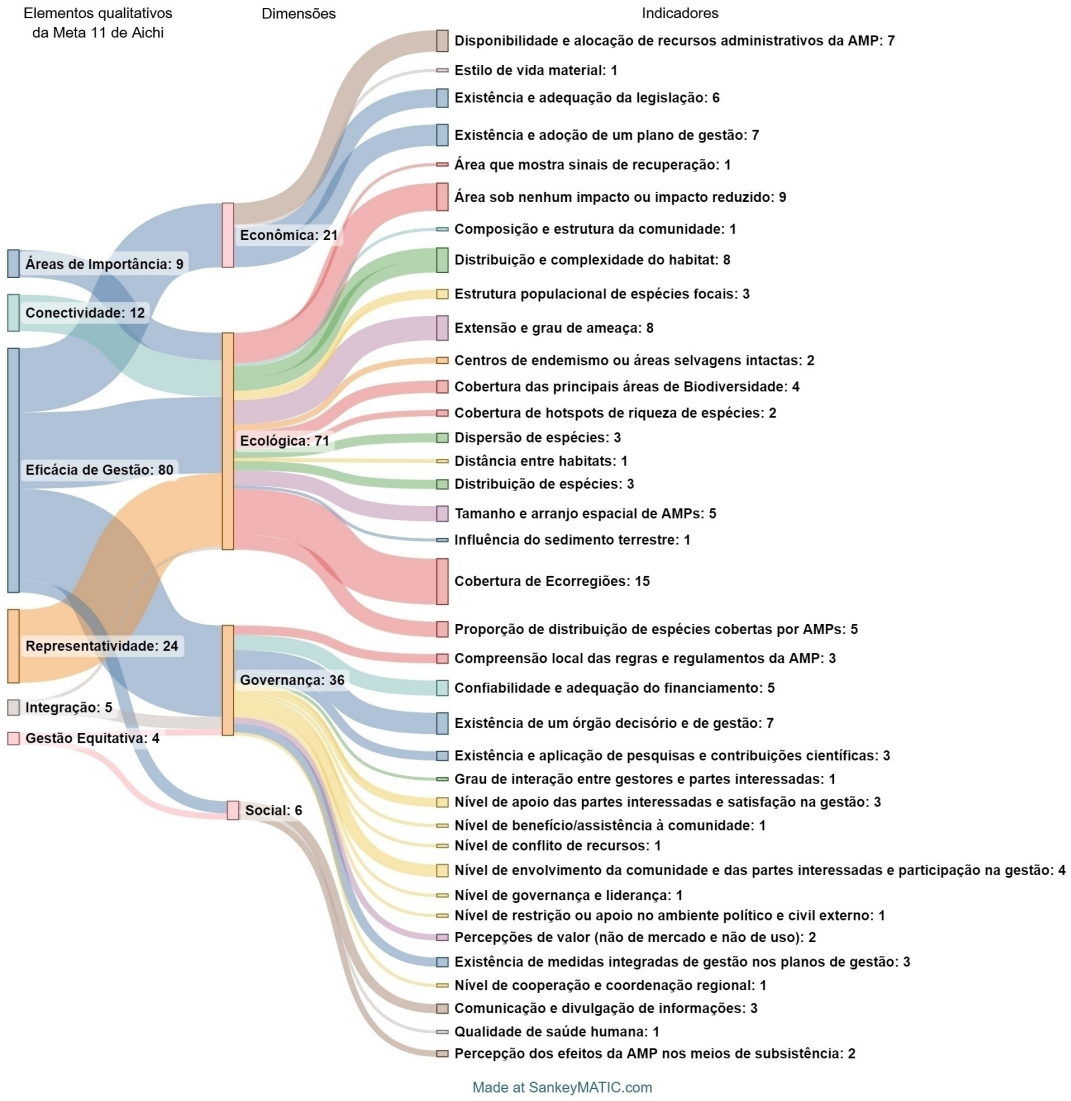

Figura 5 - Diagrama de fluxo representativo dos elementos qualitativos da Meta 11 de Aichi e seus respectivos indicadores e dimensões. As definições dos elementos qualitativos do Alvo 11 estão disponíveis no Quadro 2. Fonte: Elaboração própria (2024).

DIMENSÕES DOS INDICADORES QUALITATIVOS DO ALVO 11 DE AICHI

Ao analisar a distribuição dos 40 indicadores identificados, observamos que as dimensões “Governança” e “Ecológica” foram as mais representativas, com 17 e 16 indicadores, respectivamente. As dimensões "Econômica" e “Social” tiveram apenas quatro e três indicadores. Enquanto os indicadores de “Governança” apareceram em três dos quatro elementos qualitativos, os de “Ecológica” foram incluídos em todos os elementos. A dimensão “Econômica” foi identificada somente no elemento “Eficácia de Gestão” e a avaliação dos indicadores da dimensão "Social" foi identificada somente nos elementos qualitativos de “Eficácia de Gestão” e “Gestão equitativa”. Em relação ao número de vezes em que os indicadores foram citados, a dimensão “Ecológica” foi a mais representativa, com 73 citações (Figura 5).

Em relação ao número de variáveis, a dimensão “Social” apresentou o menor número, sendo indicada por somente seis variáveis. Levando em consideração que a variável representa o fator, condição ou característica observada, que indica uma mudança local resultante de uma ação de gestão (O’DEA et al., 2021).

DIVERSIDADE DE INDICADORES

Cada conjunto de indicadores que representa um elemento qualitativo dos Alvos de Aichi 11 foi avaliado quanto à sua diversidade (Tabela 3). A diversidade de Shannon (H') confirmou que a "Eficácia de Gestão", sendo a mais avaliada, tinha a maior abundância e a maior diversidade de indicadores (H= 2,02). O elemento "Gestão equitativa" teve a menor diversidade de indicadores (H'= 0,12) e foi o menos avaliado.

Outros elementos também apresentaram baixa diversidade, como "Representatividade Ecológica" (H'= 0.47) "Conectividade ecológica" (H'= 0.32) "Áreas de Importância" (H'= 0.26) e "Integração" (H'= 0.15). A equabilidade variou de 0.03 até 0.55. A maior equabilidade encontrada foi para o elemento "Eficácia de Gestão" (0,55), indicando que 55% da diversidade máxima teórica de indicadores foi obtida por meio da amostragem realizada (Tabela 3).

Elemento qualitativo	Nº de indicadores	Frequência de uso de indicadores	Diversidade de Shannon (*H'*)	Equitabilidade de Pielou (J)
Eficácia de gestão	24	80	2.029883	0.550270
Representatividade ecológica	3	24	0.47265	0.128128
Conectividade ecológica	4	12	0.329367	0.089286
Áreas de Importância	4	9	0.266887	0.072348
Integração	3	5	0.158159	0.042874
Gestão equitativa	2	4	0.125513	0.034024
TOTAL:	**40**	**134**	**3.382459**	**0.916933**

Tabela 3 - Número e abundância de indicadores, Diversidade de Shannon (H') e equitabilidade de Pielou (J) para cada elemento qualitativo. Fonte: Elaboração própria (2024).

PRINCIPAIS INDICADORES

Os indicadores foram sempre identificados a partir do contexto de avaliação da pesquisa. Um mesmo trabalho pode apresentar mais de um indicador. Na nossa revisão, o indicador "Cobertura de UCs em Ecorregiões" foi o mais comumente usado nos estudos que avaliaram a representatividade de APs costeiras e marinhas (15 vezes) e representa o elemento qualitativo "Representatividade". O segundo indicador mais frequentemente usado foi o que avaliou "Área sob nenhum impacto ou impacto reduzido" (9 vezes), também pertence ao mesmo elemento qualitativo. Estes são os indicadores mais significativos deste estudo (Figura. 3, Tabela 3).

Na sequência o indicador "Grau de ameaça" foi o mais utilizado nos estudos (8 vezes) e representa o elemento "Eficácia de Gestão", seguido de três indicadores que apresentam sete utilizações cada: "Disponibilidade e alocação de recursos administrativos da AMP", "Existência de um órgão deliberativo e de gestão" e "Existência e adoção de um plano de gestão". Todos estes indicadores também estão relacionados ao elemento "Eficácia de Gestão". Por outro lado, a maioria dos indicadores (MARQUES; STEINER; MEDEIROS, 2016) foi identificada somente uma vez nos estudos; 10 destes indicadores pertencem ao elemento "Eficácia de Gestão".

Apesar de "Eficácia de Gestão" ter sido identificado como o elemento qualitativo mais importante em número, frequência de uso e diversidade de indicadores (Tabela 3), verifica-se que, em relação aos tipos de abordagem dos estudos, muitos indicadores de avaliação representativos deste elemento foram pouco identificados. Isso significa que há uma necessidade de aprofundar os estudos nessa vertente de abordagem. Por outro lado, o elemento qualitativo "Representatividade" apresentou mais consistência em relação às abordagens realizadas, por meio da identificação repetitiva dos seus indicadores. A Tabela 4 apresenta os principais indicadores de cada elemento qualitativo.

Elemento qualitativo	Indicadores	Quantidade
Eficácia de gestão	"Grau de ameaça"	8
	"Disponibilidade e alocação de recursos administrativos da AMP"	7
	"Existência de um órgão deliberativo e de gestão"	7
	"Existência e adoção de um plano de gestão"	7
Representatividade ecológica	"Cobertura de Ecorregiões"	15
	"Área sem impacto ou impacto reduzido"	9
Conectividade ecológica	Tamanho e arranjo espacial de AMPs	5
	Dispersão de espécies	3
	Distribuição de espécies	3
Áreas de Importância	Cobertura das principais áreas de Biodiversidade	4
	Centros de endemismo ou áreas selvagens intactas	2
	Cobertura de hotspots de riqueza de espécies	2
Integração	Existência de medidas integradas de gestão nos planos de gestão	3
Gestão equitativa	Percepção dos efeitos da AMPs nos meios de subsistência	2
	Nível de apoio das partes interessadas e satisfação na gestão	2
Total:		**40**

Tabela 4 - Principais indicadores de cada elemento qualitativo identificados nesta revisão. Fonte: Elaboração própria (2024).

DISCUSSÃO

De acordo com a análise dos resultados, em 2020, havia 1.021.370 Km². Este valor foi superior ao registrado no CNUC, no mesmo ano, porque inserimos polígonos de outras UCs que estavam cadastradas no painel oficial, mas não inseridas nos arquivos shapefiles do CNUC. Nessa plataforma, havia 964.921,02 km² de áreas costeiras e marinhas cobertas por UCs, correspondendo a 26,49%.

Até 2017, o Brasil tinha apenas 1,25% de seu território costeiro e Zona Econômica Exclusiva (ZEE) protegidos por UCs. Repentinamente, em 2017-2018, foram criadas grandes UCs marinhas, sendo elas: Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de Trindade e Martim Vaz, Monumento Natural das Ilhas de Trindade, Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, e Monumento Natural do arquipélago de São Pedro e São Paulo. As duas APAs cobrem 809.429,4 km2 de área (87,4% da área total protegida dentre as criadas) e as duas MNs cobrem 116.418,5 km 2 (apenas 12,6% das AMPs) e estão inseridas nas APAs.

2018 foi o ano em que ocorreu o grande aumento na cobertura de APs marinhas em águas da ZEE, somando a criação de 902.863 Km² em um único ano, o que fez com que o Brasil superasse com folga a meta quantitativa. Com isso, o Brasil superou a meta quantitativa de 10% de AMPs.

Embora o Brasil tenha se comprometido a expandir sua rede de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) até 2020 (MAGRIS et al., 2013), Magris e Pressey (2018) argumentam que essa expansão não atende aos objetivos de conservação. Eles e outros autores afirmam que a criação de AMPs de grande extensão foi uma estratégia política para melhorar a imagem do governo em relação às políticas ambientais (GIGLIO et al., 2018; MAGRIS; PRESSEY, 2018; SILVA, 2019). Além disso, a área abrangida por AMPs de proteção integral continua muito limitada, e 57% delas não possuem sequer um plano de manejo, resultando em avanços insatisfatórios na eficácia de gestão.

A conservação das áreas protegidas no Brasil é falha, especialmente devido à falta de atenção aos aspectos qualitativos na expansão das Unidades de Conservação (UCs). Essa ampliação não garante proteção eficaz, pois alguns locais falham em cumprir seus objetivos de conservação devido a problemas de planejamento ou gerenciamento (SILVA, 2019). Vilar e Joyeux (2021) analisaram a expansão das UCs e observaram que os vertebrados marinhos ainda estão mal protegidos, com apenas as ecorregiões do Nordeste atingindo 10% de cobertura, enquanto áreas importantes para espécies ameaçadas permanecem desprotegidas. Assim, concluem que o Brasil não alcançou a Meta 11.

Entretanto, vale destacar o esforço político do governo federal em buscar atingir a meta quantitativa e em ampliar grandemente o total de áreas protegidas, o que é um mérito a ser reconhecido, embora o alcance real dos objetivos de conservação dependa de outras medidas a serem implementadas além da criação, como gestão, governança, fiscalização, etc.

Gerhardinger et al. (2011) já alertavam que a fase de implantação de novas UCs é considerada uma etapa fundamental para o sucesso futuro da área e, por isso, necessita de cuidados especiais. No entanto, esses cuidados não foram observados na designação das novas UCs que elevaram o percentual de cobertura do Brasil, pois o foco em APAs de grande extensão, alterando o planejamento inicial sem consulta aos especialistas (SILVA, 2019).

Outra questão importante no contexto de avaliação é que a extensão total das AMPs de proteção integral, (ou seja, áreas consideradas integralmente protegidas, no que se refere às categorias da União Internacional para a Conservação da Natureza - IUCN) é de apenas 3,47%, o que não garante necessariamente a conservação das espécies. As APAs, por exemplo, apresentaram a maior extensão de cobertura e são o tipo de AP mais liberal dentro da legislação brasileira, permitindo usos que, por vezes, não garantem a proteção à biodiversidade.

As RESEX também permitem a retirada de recursos naturais no seu interior. Essas UCs apresentaram boa cobertura de áreas costeiras e marinhas, de acordo com nossa análise, sendo inferior somente à cobertura territorial por APAs. Entretanto, como seu objetivo também envolve a proteção do modo de vida das populações tradicionais que vivem no entorno, na prática sua efetividade dependerá do trabalho de conscientização realizado pelos gestores para que os recursos sejam extraídos de modo sustentável, como mostrado no estudo de Assis et al. (2020). Entretanto nossa revisão de literatura aponta para limitação de recursos financeiros.

Em relação aos aspectos qualitativos da M11, que é a principal abordagem da nossa revisão, verificamos que nem todos os indicadores compilados na revisão global de Meehan et al. (2020) foram identificados na nossa revisão focada no Brasil. Porém, vale ressaltar que o número de trabalhos coligidos pela nossa busca, focada apenas no Brasil, foi bem menor que o número global de trabalhos avaliados por eles, o que pode justificar o menor número de variáveis e indicadores.

Identificamos que muitos aspectos importantes para garantir a efetividade de proteção desses ambientes e alcançar vários alvos de conservação ainda precisam de mais atenção, principalmente na avaliação de indicadores dos elementos qualitativos: “Gestão equitativa”, “Integração” e “Áreas de importância”. Em contrapartida, o elemento qualitativo “Eficácia de Gestão” foi o mais abordado pela literatura, especialmente representando indicadores que remetem ao “Grau de ameaça das APs”, “Disponibilidade e alocação de recursos administrativos da AMP”, “Existência de um órgão deliberativo e de gestão” e “Existência e adoção de um plano de gestão”.

Apesar de Franks, Booker e Roe (2018) ressaltarem a importância desse tipo de avaliação para orientar estratégias futuras de conservação, consideramos que, em relação aos alvos da M11, é importante também considerar também os outros elementos qualitativos na abordagem rumo a uma avaliação holística de APs. A “Eficácia de Gestão” é geralmente o elemento qualitativo mais avaliado em outros países (MEEHAN et al., 2020; O’DEA et al., 2021).

Embora a “Eficácia de Gestão” esteja bem representada na literatura, os indicadores nas abordagens “Social” e “Econômica” ainda necessitam de mais estudos, como observado por Meehan et al. (2020). Segundo Franks, Booker e Roe (2018), avaliar o progresso em direção a metas sociais é mais difícil do que mensurar elementos mais concretos, o que pode explicar a escassez de indicadores na abordagem “Social” em nossa revisão. Da mesma forma, o elemento qualitativo “Gestão Equitativa” foi um dos menos avaliados na literatura revisada.

Por mais que alguns elementos qualitativos que indiquem eficácia de gestão tenham sido identificados nas UCs analisadas, isso não significa dizer que as APs no Brasil sejam geridas de forma eficaz, e tampouco sejam eficazes na conservação da biodiversidade. Uma análise aprofundada para conclusões mais assertivas sobre a efetividade deve integrar coerência em seu planejamento, como por exemplo, verificar se a conectividade biológica planejada está sendo feita entre áreas com objetivos semelhantes (MACKELWORTH et al., 2019), e se há conectividade funcional coerente entre componentes individuais (WOODLEY et al., 2012).

O elemento “Eficácia de Gestão” revela que a gestão de APs no Brasil enfrenta pouca

infraestrutura financeira e escassez de recursos humanos, refletindo uma gestão precária. Desde 2016, houve um retrocesso significativo na política ambiental brasileira. Pacheco, Neves e Fernandes (2018), apontaram que o orçamento necessário para gerir todo o sistema de UC era de US$ 942,3 milhões a US$ 2,14 bilhões anuais entre 2017 e 2020. Esse retrocesso se acentuou no governo Bolsonaro (2019-2022), que destinou os menores recursos em 17 anos para áreas protegidas (FREITAS; CARVALHO; OVIEDO, 2022).

A falta de investimento financeiro é um dos principais entraves para melhorar os objetivos de conservação, impedindo o cumprimento das metas pós-2020 e exigindo aprimoramento nos indicadores sociais e econômicos relativos à "Eficácia de Gestão" (MEEHAN et al., 2020). Essa situação requer uma reformulação das políticas públicas brasileiras para melhorar a gestão e financiamento das APs e cumprir os acordos ambientais internacionais. Pacheco, Neves e Fernandes (2018) destacaram a escassez de APs costeiras e marinhas de proteção integral, em comparação com as de Uso Sustentável, conforme também verificadoem nossa análise quantitativa.

Alguns pesquisadores também reforçam a ideia de que a proteção adequada da biodiversidade e o cumprimento das metas socioeconômicas provavelmente exigirão um nível de proteção muito mais alto do que 10%, com estimativas de que 30 a 50% do oceano devem ser cobertos por Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) (O'LEARY et al. 2016; WILSON, 2016). Porém, destacamos, com base em nossa avaliação, que o Brasil ainda precisa garantir a gestão adequada das APs já existentes e criar planos que assegurem a conectividade entre elas, além da necessidade de investimentos financeiros para melhorar a infraestrutura, questões associadas ao manejo e ao gerenciamento efetivo da área, com a inclusão da sociedade nesses processos.

Embora a abordagem ecológica tenha sido avaliada com mais frequência na revisão, identificamos lacunas em nosso estudo sobre os aspectos que necessitam ser mais bem investigados, como questões sobre a distribuição da biodiversidade em escala local, associadas a ameaças existentes à biodiversidade e conectividade (MAGRIS et al., 2021). Outra avaliação falha, que demanda maior atenção, está associada à dimensão "Social", que está diretamente ligada à adequação e participação da sociedade na gestão de recursos.

A avaliação da eficácia apresenta desigualdade entre os elementos qualitativos. Embora alguns indicadores sejam utilizados na literatura brasileira para APs costeiras e marinhas (ARAÚJO; BERNARD, 2016; MARQUES; STEINER; MEDEIROS, 2016; PACHECO; NEVES; FERNANDES, 2018), eles não são explorados de forma integrada e sistemática. Muitas variáveis não medem diretamente os elementos qualitativos da M11, utilizando apenas um subconjunto restrito de indicadores. Essa falta de avaliação equitativa e a dificuldade na construção metodológica podem resultar em conclusões equivocadas sobre o sucesso das metas de conservação (MEEHAN et al., 2020).

Avaliações mais restritivas, com abordagem direcionada a um elemento qualitativo em particular também pode apontar prioridades de um pequeno subconjunto de lacunas que devem ser superadas, mas que não são representativas de todos os elementos qualitativos mais afetados. Assim, consideramos que nossa revisão poderá ajudar na definição de prioridades para avaliação dos próximos estudos, e reafirmamos a importância de incluir o máximo de informações diversificadas que nos ajudem na compreensão do cenário geral sobre a situação da conservação no Brasil.

CONCLUSÕES

Apesar das discussões controversas na literatura sobre o sucesso do Brasil no cumprimento das metas de diversidade de Aichi, nosso estudo indica que o Brasil fez progressos na eficácia da conservação em relação ao conjunto de APs marinhas e costeiras. No entanto, abordagens básicas e importantes para a gestão de APs são pouco implementadas. Assim, apesar de a meta quantitativa mínima de 10% de áreas costeiras e marinhas protegidas ter sido alcançada, isso pode não garantir a persistência da biodiversidade a longo prazo.

Ao expandir sua cobertura por áreas protegidas para mais de 26%, o Brasil supera o percentual de áreas protegidas definidos pela meta de Aichi. Porém, a maioria das áreas protegidas no Brasil é classificada como APA, que oferece menor grau de proteção legal. As áreas de proteção integral, que oferecem maior nível de proteção, representam apenas 3,5% da extensão costeira e marinha do país. Isso

sugere a necessidade de reavaliar a eficácia da proteção fornecida pelas UCs, especialmente considerando que as APAs, sendo as mais amplas e menos restritivas ao uso humano, predominam entre as áreas protegidas.

Outro ponto importante, considerando que as RESEX também apresentam ampla cobertura, é que ações colaborativas devem ser realizadas com as comunidades tradicionais que vivem na reserva e seu entorno, de forma mais abrangente, para que os efeitos da conscientização possam promover o uso adequado dos recursos naturais, além de aproximar a comunidade para o gerenciamento sustentável dos ecossistemas locais.

Identificamos que muitos aspectos qualitativos carecem de atenção para promover efetivamente a conservação de ecossistemas costeiros e marinhos. O país apresenta um desequilíbrio na avaliação dos elementos qualitativos da M11 com foco principalmente nas dimensões "Ecológicas" e de "Governança". Embora a dimensão ecológica tenha sido a mais avaliada pelos indicadores dos elementos qualitativos, a literatura revisada não indica nenhum planejamento para promover a conectividade entre AMPs, apesar de haver ampla investigação sobre a cobertura das AMPs por ecorregiões e disposição espacial.

Desta forma, nosso trabalho identifica essa lacuna e indica a necessidade de operacionalizar as avaliações quantitativas e qualitativas de eficácia das UCs rumo ao cumprimento dos acordos internacionais, que agora devem ser integradas a outras metas pós CDB 2010-2020. Aponta-se que o país carece de uma estrutura de avaliação padronizada e prática para as APs, visando avaliar o progresso em direção às metas globais de conservação.

Avaliações específicas e sistemáticas para cada elemento qualitativo são essenciais para preencher lacunas na política de conservação marinha e costeira. Esses instrumentos podem ajudar os gestores das APs a priorizar práticas de manejo eficazes, fundamentadas em evidências científicas, conforme sugerido por Mascia et al. (2014). No entanto, esses autores destacam a falta de recursos humanos, investimentos e incentivos para avaliações que melhorem a gestão das UCs. Essa situação limita as ações de conservação e compromete o planejamento holístico necessário para cumprir a Meta 11 de Aichi.

NOTAS

1- Áreas protegidas que podem ser implementadas também pelos governos estaduais ou municipais e não são estritamente "nacionais".

2- O tipo Floresta Nacional não foi considerado neste estudo em virtude do tipo de ecossistema avaliado.

3- Não foi identificada nenhuma UC da categoria Reserva de Fauna em nosso estudo. Esta categoria não é reconhecida pela IUCN.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, Júlio Lustosa; BERNARD, Enrico. Management effectiveness of a large marine protected area in Northeastern Brazil. Ocean & Coastal Management, v. 130, p. 43-49, 2016. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2016.05.009

ASSIS, Davison Márcio Silva de et al. Percepção ambiental em comunidades tradicionais: um estudo na Reserva Extrativista Marinha de Soure, Pará, Brasil. Ambiente & sociedade, v. 23, p. e01481, 2020. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc20190148r1vu2020L6AO

BARBIER, Edward B. Marine ecosystem services. Current Biology, v. 27, n. 11, p. R507-R510, 2017. DOI: 10.1016/j.cub.2017.03.020.

BOGART, S. SankeyMATIC., SankeyMATIC. A Sankey diagram builder for everyone. 2016. Disponível em: http://sankeymatic.com/. Acesso em: 22 abr 2022.

BRASIL. [Constituição (1988)]. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF:

Presidência da República, [2016]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituiçao.htm. Acesso em: 2 fev. 2024.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, [2000]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 05 ago. 2023

CADASTRO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. Unidades de Conservação do Brasil. Dados. Brasil, 2023. Shapefile. Base de Dados em formato shapefile. Disponível em: https://cnuc.mma.gov.br/powerbi. Acesso em: 05 ago. 2023.

CBD - Convention on Biological Diversity. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. COP 10 Decision X/2. Japan: Nagoya, 2011. Disponível em: https://www.cbd.int/decision/cop?id=12268. Acesso em: 03/07/2021

CBD – Decision adopted by the Conference Of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its ninth meeting ix/20. Marine and coastal biodiversity, UNEP/CBD/COP/DEC/IX/20. 2008. Disponível em: https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-09/cop-09-dec-20-en.pdf

FOO, Yong Zhi et al. A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. Methods in Ecology and Evolution, v. 12, n. 9, p. 1705-1720, 2021. DOI: https://doi.org/10.1111/2041-210X.13654

FRANÇOSO, Renata. D. et al. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. Natureza & Conservacão, v. 13, n. 1, p. 35–40, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.04.001

FRANKS, Phil; BOOKER, Francesca; ROE, Dilys. Understanding and assessing equity in protected area conservation. IIED Issue Paper, p. 38, 2018. Disponível em: https://www.iied.org/14671iied

FREITAS, Camila Rizzini.; CARVALHO, Rodrigo Abreu.; OVIEDO, Antonio Francisco Perrone. O Financiamento da Gestão Ambiental no Brasil: Uma Avaliação a Partir do Orçamento Público Federal (2005–2022). Instituto Socioambiental: São Paulo, Brasil, 2022.

FREITAS, João Eduardo Pereira de; DE ARAUJO, Maria Elisabeth; DA CRUZ LOTUFO, Tito Monteiro. Composition and structure of the ichthyofauna in a marine protected area in the western equatorial Atlantic: A baseline to support conservation management. Regional Studies in Marine Science, v. 25, p. 100488, 2019. DOI: 10.1016/j.rsma.2018.100488

GANNON, Patrick. et al. Status and prospects for achieving Aichi Biodiversity Target 11: implications of national commitments and priority actions. Parks, v. 23, n. 2, p. 13-26, 2017. DOI: 10.2305/IUCN.CH.2017.PARKS-23-2PG.en

GERHARDINGER, Leopoldo. C. et al. Marine protected dramas: the flaws of the Brazilian national system of marine protected areas. Environmental management, v. 47, n. 4, p. 630-643, 2011. DOI 10.1007/s00267-010-9554-7

GIGLIO, Vinicius. J. et al. Large and remote marine protected areas in the South Atlantic Ocean are flawed and raise concerns: Comments on Soares and Lucas (2018). Marine Policy, v. 96, p. 13-17, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.07.017

GOMES, Francisco Vladimir Silva et al. Ecological representativeness and total extension of protected areas by conservation units in the state of Ceará, Brazil. Sociedade & Natureza, v. 34, p. e64481, 2022. DOI: https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-64481x

HERNANDES, Elis et al. Using GQM and TAM to evaluate StArt – a tool that supports Systematic Review. CLEI Electronic Journal, v. 15, n. 1, p. 1–13, 2012.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Limites do Sistema Costeiro-Marinho do Brasil. Dados. Brasil, 2019. Shapefile. Base de Dados em formato shapefile.

Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomas.html?=&t=acesso-ao-produto. Acesso em: 19/07/2023

_____ Malha Municipal Digital e Áreas Territoriais 2022: Informações Técnicas e Legais para a Utilização dos Dados Publicados. Rio de Janeiro, 2023. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101998.pdf Acesso em: 03/01/2024.

_____ Unidades Da Federação. Dados. Brasil, 2022. Shapefile. Base de Dados em formato shapefile.

JUFFE-BIGNOLI, Diego et al. Protected Planet Report 2018. International Union for the Conservation of Nature (IUCN), 2018.

LEVERINGTON, Fiona et al. A global analysis of protected area management effectiveness. Environmental management, v. 46, n. 5, p. 685-698, 2010. DOI 10.1007/s00267-010-9564-5

LOCKE, Harvey. Nature needs half: a necessary and hopeful new agenda for protected areas. Nature New South Wales, v. 58, n. 3, p. 7-17, 2014.

MACKELWORTH, Peter Charles et al. Geopolitics and marine conservation: synergies and conflicts. Frontiers in Marine Science, v.6, p. 759, 2019. DOI: https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00759

MAGRIS, Rafael Almeida. et al. Analysis of progress towards a comprehensive system of marine protected areas in Brazil. Nat. Conserv, v. 11, n. 1, p. 1-7, 2013.

MAGRIS, Rafael Ameida.; PRESSEY, R. L. Marine protected areas: Just for show?. Science, v. 360, n. 6390, p. 723-724, 2018. DOI: 10.1126/science.aat6215

MAGRIS, Rafael Almeida et al. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. Diversity and Distributions, v. 27, n. 2, p. 198-215, 2021. DOI: https://doi.org/10.1111/ddi.13183

MARETTI, Cláudio. C. et al. Marine and coastal protected and conserved areas strategy in Brazil: Context, lessons, challenges, finance, participation, new management models, and first results. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 29, p. 44-70, 2019. DOI:

https://doi.org/10.1002/aqc.3169

MARINHA DO BRASIL. Diretoria de Hidrografia e Navegação: Plano de Levantamento da Plataforma Continental Brasileira – LEPLAC. Limites Marítimos. Dados. Brasil, 2008. Shapefile. Disponível em: https://www.marinha.mil.br/dhn/?q=node/169.

Acesso em: 05 ago. 2023.

MARTÍNEZ, Maria Luiza. et al. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. Ecological economics, v. 63, n. 2-3, p. 254-272, 2007. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.10.022

MARQUES, Simone.; STEINER, Andrea. Q.; ALMEIDA Medeiros Marcelo. Assessing the performance of the Aichi Biodiversity Targets in Brazil: a test using two regional-scale indices related to coastal and marine ecosystem conservation. Marine Policy, v. 67, p. 130-138, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.01.030

MEEHAN, M. C. et al. How far have we come? A review of MPA network performance indicators in reaching qualitative elements of Aichi Target 11. Conservation Letters, v. 13, n. 6, p. e12746, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/conl.12746

O'DEA, Rose. E. et al. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses in ecology and evolutionary biology: a PRISMA extension. Biological Reviews, v. 96, n. 5, p. 1695-1722, 2021. DOI: https://doi.org/10.1111/brv.12721

O'LEARY, Bethan. C. et al. Effective coverage targets for ocean protection. Conservation Letters, v. 9, n. 6, p. 398-404, 2016. DOI: https://doi.org/10.1111/conl.12247

OLIVEIRA JÚNIOR, José Gilmar C. et al. Measuring what matters–Identifying indicators of success for Brazilian marine protected areas. Marine Policy, v. 74, p. 91-98, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.09.018

PACHECO, André. A.; NEVES, Ana Carolina. O.; FERNANDES, G. Wilson. Uneven conservation efforts compromise Brazil to meet the Target 11 of Convention on Biological Diversity. Perspectives in Ecology and Conservation, v. 16, n. 1, p. 43-48, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.12.001

PELLETIER, Dominique et al. Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: a multidisciplinary tandpoint. Aquatic Living Resources, v. 18, n. 1, p. 15-33, 2005. DOI: https://doi.org/10.1051/alr:2005011

PIELOU, Evelyn. C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. Journal of Theoretical Biology , v. 10, n. 2, p. 370-383, 1966. DOI: https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90133-0

PITTOCK, Jamie. et al. Managing freshwater, river, wetland and estuarine protected areas. Protected area governance and management. ANU E Press, 2015 p. 569-608. Disponível em: https://researchoutput.csu.edu.au/files/45991945/10009429_peer_review.pdf

POMEROY, Robert S.; PARKS, John E.; WATSON, Lani M. How is your MPA doing?: a guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness. IUCN, 2004.

QUANTUM GIS Development Team. Versão 3.16.9. QGIS Geographic Information System. [S. l.]: Open Source Geospatial Foundation Project, 2022. Disponível em: https://download.qgis.org/downloads/.

REES, Siân E. et al. Defining the qualitative elements of Aichi Biodiversity Target 11 with regard to the marine and coastal environment in order to strengthen global efforts for marine biodiversity conservation outlined in the United Nations Sustainable Development Goal 14. Marine Policy, v. 93, p. 241-250, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.05.016

SANTOS, Cleverson. Z.; SCHIAVETTI, Alexandre. Spatial analysis of Protected Areas of the coastal/marine environment of Brazil. Journal for nature conservation, v. 22, n. 5, p. 453-461, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.05.001Get rights and content

SCHRECKENBERG, K. et al. Unpacking equity for protected area conservation. Parks, v. 22, n. 2, p. 11-26, 2016. DOI: https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.PARKS-22-2KS.en.

SILVA, Alexandre Pereira da. Brazilian large-scale marine protected areas: Other “paper parks”?. Ocean & Coastal Management, v. 169, p. 104-112, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.012

SOUSA, Evelin Eugênia de; SERAFINI, Thiago Zagonel. Panorama das Unidades de Conservação na zona costeira e marinha do estado de São Paulo. Desenvolv. Meio Ambiente, v. 44, 2018. DOI: 10.5380/dma.v44i0.55115

TEIXEIRA, Lucas Peixoto. et al. How much of the Caatinga is legally protected? An analysis of temporal and geographical coverage of protected areas in the Brazilian semiarid region. Acta Botanica Brasilica, v. 35, n. 3, p. 473–485, 2021. DOI: https://doi.org/10.1590/0102-33062020abb0492

VERBERK, Wilco. C. E. P. et al. Explaining general patterns in species abundance and distributions. Nature Education Knowledge, v. 3, n. 10, p. 38. 2011.

VILAR, C. C.; JOYEUX, J.-C. Brazil’s marine protected areas fail to meet global conservation goals. Animal Conservation, v. 24, n. 6, p. 1013-1020, 2021. DOI:

https://doi.org/10.1111/acv.12703

VILAR, Ciro. C. et al. Setting priorities for the conservation of marine vertebrates in Brazilian waters. Ocean & Coastal Management, v. 107, p. 28-36, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.01.018

VILAR, Ciro. C. et al. Strengthening the synergies among global biodiversity targets to reconcile conservation and socio-economic demands. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, v. 30, n. 3, p. 497-513, 2020. DOI: https://doi.org/10.1002/aqc.3269

WILSON, B. Might marine protected areas for mobile megafauna suit their proponents more than the animals?: MPAs for magefauna or people?. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems, v. 26, n. 1, p. 3-8, 2016. DOI: https://doi.org/10.1002/aqc.2619

WOODLEY, Stephen. et al. Meeting Aichi Target 11: what does success look like for protected area systems. Parks, v. 18, n. 1, p. 23-36, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Dan-Laffoley/publication/233858803_SAFEGUARDING_THE_BLUE_PLANET_SIX_STRATEGIES_FOR_ACCELERATING_OCEAN_PROTECTION/links/0c96052c6d116929a0000000/SAFEGUARDING-THE-BLUE-PLANET-SIX-STRATEGIES-FOR-ACCELERATING-OCEAN-PROTECTION.pdf

Afiliação dos Autores

Vaz da Silva, I. H. C. - Professora do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Acaraú (CE), Brasil
Moro, M. F. - Professor do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), Brasil

Contribuição dos Autores

Vaz da Silva, I. H. C. - A autora contribuiu para a preparação, execução, tratamento de dados e redação.
Moro, M. F. - O autor contribuiu para a preparação, interpretação de dados e redação.

Editores Responsáveis

Alexandra Maria Oliveira
Alexandre Queiroz Pereira